SUIVI DES COUPLES NICHEURS DE CANARD NOIR EN FORÊT BORÉALE — 1986

Daniel Bordage

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 36
Région du Québec 1988
Service canadien de la faune

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans les listes du système de référence DOBIS utilisé dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed with the DOBIS system in major scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

L'illustration de la couverture est une œuvre de P. Dupuis. Elle ne peut dans aucun cas être utilisée sans avoir obtenu préalablement la permission écrite de l'auteur.

Cover illustration is by P. Dupuis and may not be used for any other purpose without the artist's written permission.

SUIVI DES COUPLES NICHEURS DE CANARD NOIR EN FORÊT BORÉALE - 1986

D. Bordage

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 36
Région du Québec 1988
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Bordage, D. 1988. Suivi des couples nicheurs de Canard noir en forêt boréale - 1986. Série de rapports techniques no. 36. Service canadien de la faune, région du Québec.

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1988
Numéro de catalogue CW69-5/36F
ISBN 0-662-94725-8
ISSN 0831-6481

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141 Route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy, Québec. G1V 4H5

RÉSUMÉ

Les quotas de chasse au Canard noir ont été abaissés aux États-Unis en 1983, puis au Canada en 1984, afin de permettre à la population de récupérer d'une baisse des effectifs perceptible depuis plusieurs années. Pour suivre les effets de cette nouvelle réglementation, le Canada instaure en 1985 un suivi national des couples nicheurs de Canard noir d'une durée prévue de 5 ans. Au Québec, une aire d'étude de 100 000 km^2, sise en milieu boréal, est retenue comme baromètre de la situation prévalant au coeur de l'aire de reproduction. Nous évaluons les effectifs de 1986 (données reconverties) à 12 314 couples (10 511 - 14 253; P = 0,10). Cette estimation ne diffère pas de façon significative de celle de 14 262 couples enregistrée en 1985 ($F(1,68) = 1,26$; P = 0,27).

La technique de dénombrement décrite ici nous permet de détecter des changements d'effectifs de l'ordre de 35,7% à un seuil d'erreur de 10% (par analyse de variance). Afin d'augmenter la sensibilité de l'inventaire, tout en conservant les mêmes coûts d'opération, différentes avenues ont été explorées. Des variations intra-annuelles, d'un survol à l'autre, supérieures à 20% jettent un doute sérieux sur la possibilité de réduire le nombre de répétitions pour accroître l'effort d'échantillonnage. Il en est de même pour une diminution de la superficie des places-échantillons dans le but d'accroître la taille de l'échantillon (n) : le coefficient de variation, qui est de 57% en 1986 pour des quadrats de 10x10 km (données brutes), augmente à 81% pour des 5x5 km et à 165% pour des 2x2 km.

Deux autres aspects susceptibles d'apporter une amélioration au suivi, sans en hausser le coût, seront analysés l'an prochain: 1) utiliser un test de régression qui devrait être plus puissant que l'analyse de variance pour ce genre de données; 2) changer le plan d'échantillonnage aléatoire simple pour un modèle aléatoire stratifié en fonction de l'habitat.

ABSTRACT

To help the Black Duck population recover from a decrease that has been observed for some years, bag limits were lowered in the United States in 1983, and in Canada in 1984. With the imposition of those new restrictions, Canada initiated in 1985 for a period of five years a national monitoring program on Black Duck during the reproductive season. In Quebec, a study area of 100 000 km^2 within the boreal forest in the heart of the Black Duck breeding range was selected. The 1986 survey revealed the presence of 12 314 breeding pairs (10 511 - 14 253; P = 0.10). No significative difference was found between this estimate and the 1985 estimate of 14 262 breeding pairs ($F(1.68) = 1.26$; $P = 0.27$).

Actual survey technique allows us to detect annual fluctuation in the order of 35.7% at an error level of 10% (by ANOVA test). To obtain better fiability at the same cost, some refinements were investigated. Variation higher than 20% between survey replicates of the same year eliminates the possibility of reducing the number of replicates in order to increase sampling effort. Similarly it is not possible to reduce the size of the sample plots to get a higher sample size (n): in 1986, the coefficient of variation of the 10x10 km sample plots (raw data) was 57%; simulated 5x5 km plots increased the coefficient of variation to 81% and simulated 2x2 km to 165%. Two other avenues of improvement with similar operation costs, were also identified but will be investigated next year: 1) using regression test suspected to be more powerful than the analysis of variance for that kind of data; 2) revising simple random sampling to stratified random sampling based on habitat analysis.

TABLE DES MATIÈRES

		PAGE
	RÉSUMÉ	i
	ABSTRACT	ii
	LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES	iv
	LISTE DES ANNEXES	iv
	LIST OF TABLES AND FIGURES	v
	LIST OF APPENDICES	v
1.0	INTRODUCTION	1
2.0	OBJECTIFS	2
3.0	AIRE D'ÉTUDE	3
4.0	MÉTHODOLOGIE	4
	4.1 Plan d'échantillonnage	4
	4.2 Prise de données	5
	4.3 Analyse	6
	4.3.1 Cartographie des territoires	6
	4.3.2 Tests statistiques	11
5.0	RÉSULTATS	13
	5.1 Conditions d'observation	13
	5.2 Effectifs 1986	15
	5.3 Comparaison des effectifs 1985-1986	16
	5.4 Distribution et habitat	17
	5.5 Rendement de la méthode de suivi	18
	5.5.1 Choix du nombre de répétitions	20
	5.5.2 Choix de la taille des places-échantillons	22
6.0	DISCUSSION ET CONCLUSION	24
	REMERCIEMENTS	28
	BIBLIOGRAPHIE	29

LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES

		PAGE
TABLEAU 1	Caractéristiques des populations d'oiseaux recensés en 1986	31
TABLEAU 2	Comparaison des estimations d'effectif 1985-1986	33
FIGURE 1	Localisation de l'aire d'étude	34
FIGURE 2	Régions écologiques	35
FIGURE 3	Tendance de la répartition des espèces dans l'aire d'étude	36
FIGURE 4	Habitats utilisés par le Canard noir	37
FIGURE 5	Plus petite différence annuelle détectable en fonction des coûts d'opération	38
FIGURE 6	Influence du nombre de répétitions sur la fiabilité des estimations d'effectif	39
FIGURE 7	Influence de la taille des places-échantillons sur la distribution de fréquence des couples	40
FIGURE 8	Influence du nombre de places-échantillons sur la précision des estimations d'effectif	41

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1	Date des inventaires 1985-1986	42
ANNEXE 2	Heure des inventaires 1985-1986	43
ANNEXE 3	Corrélation de Spearman entre le nombre de couples et leur localisation géographique	44
ANNEXE 4	Estimations d'effectif selon le nombre de répétitions (1, 2 ou 3)	45
ANNEXE 5	Noms français, anglais et scientifiques des espèces recensées	47

LIST OF TABLES AND FIGURES

		PAGE
TABLE 1	Characteristics of bird populations censused in 1986	32
TABLE 2	Comparison of the 1985 and 1986 breeding population estimates	33
FIGURE 1	Study area	34
FIGURE 2	Ecological regions	35
FIGURE 3	Tendancy of the geographical distribution of each species within the study area	36
FIGURE 4	Habitat use by Black Ducks	37
FIGURE 5	Least significant difference between annual estimates in relation with sampling costs	38
FIGURE 6	Effects of the number of replicates upon the fiability of the population estimates	39
FIGURE 7	Effects of the size of the sample plots upon the frequency distribution of the breeding pairs	40
FIGURE 8	Effects of the sample size upon the accuracy of the population estimates	41

LIST OF APPENDICES

APPENDIX 1	Date of the 1985 and 1986 surveys	42
APPENDIX 2	Survey periods in 1985 and 1986	43
APPENDIX 3	Spearman rank correlation between the number of breeding pairs and their localisation	44
APPENDIX 4	Breeding population estimates derived from different number of replicates (1, 2 or 3)	46
APPENDIX 5	French, english and scientific names of species surveyed	47

1.0 INTRODUCTION

Le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) fait état d'une baisse des effectifs de Canard noir depuis plusieurs années dans les quartiers d'hiver répartis sur la côte est des États-Unis (Rogers et Patterson, 1984). Parmi les causes potentielles de ce déclin, trois demeurent particulièrement préoccupantes:

1) une chasse excessive;
2) une hybridation notable avec le Canard malard;
3) une modification majeure de l'habitat.

Suite à des pressions insistantes par la Humane Society of the United States (HSUS) et la Maine Audubon Society, entre autres, pour réduire ou même éliminer la récolte de Canard noir, les quotas de chasse ont été abaissés aux États-Unis en 1983. En 1984, le Canada fait de même mais insiste sur la nécessité d'implanter un programme national de suivi dans différentes régions pour vérifier si la nouvelle réglementation a un impact positif détectable sur la population reproductrice de Canard noir.

La population totale de Canard noir au Québec, évaluée à environ 200 000 couples, soit le tiers de la population nord-américaine et la moitié de la population canadienne, se répartit sur 1 250 000 km^2 de territoire. Dans un contexte national de suivi des effectifs reproducteurs de Canard noir et compte tenu de sa position stratégique particulière, le Service canadien de la faune (SCF), région du Québec, a choisi une aire d'étude de 100 000 km^2 localisée en milieu boréal au coeur de

l'aire de reproduction de l'espèce. Le suivi des effectifs reproducteurs de Canard noir dans cette région nous renseignera sur les variations démographiques de la population dans son environnement typique et dans un secteur où la compétition avec le Canard malard est limitée. Des estimations d'effectifs de la population nicheuse de Canard noir dans l'aire d'étude seront obtenues à tous les printemps de 1985 à 1989. Par la même occasion, ce projet permet de recueillir des données sur plusieurs autres espèces d'oiseaux aquatiques dont les niveaux d'effectifs et la distribution au Québec sont méconnus. Ce programme de suivi, sous la responsabilité de la région du Québec du SCF, se fait en collaboration avec le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP), qui assume environ un tiers des ressources humaines et financières nécessaires pour les travaux de terrain. Ce rapport fait état des résultats de la deuxième année d'inventaire.

2.0 OBJECTIFS

L'objectif national est de suivre la tendance des effectifs reproducteurs de Canard noir dans sept régions représentatives du Canada, selon une méthodologie permettant de détecter des changements d'effectifs de l'ordre de 10% sur une période de 5 ans et à un seuil d'erreur de 5% (McKelvey, 1985).

La région du Québec du SCF s'est fixé comme objectif complémentaire d'aller au-delà d'une simple analyse des tendances et d'adopter une méthodologie permettant de suivre des estimateurs de la population absolue de Canard noir dans l'aire d'étude, tout en vérifiant les habitats utilisés par les couples de canards en période de nidification.

3.0 AIRE D'ÉTUDE

L'aire d'étude d'une superficie de 100 000 km^2 est localisée dans la partie sud-ouest du Québec (figure 1). Pour conserver un échantillon le plus homogène possible quant à l'habitat, certains secteurs situés dans les limites de cette aire ont été exclus de l'échantillonnage[1]:

1) le réservoir Gouin, étant donné son habitat particulier (marnage important, dégel tardif, etc.);
2) la région de Lebel-sur-Quévillon, de Chibougamau et de la réserve indienne de Weymontachi, compte tenu des activités humaines qui s'y pratiquent (dérangement de la nidification, empiètement des habitats humides, etc.).

L'aire d'étude est située presqu'exclusivement dans la zone conifférienne (ou boréale) caractérisée par la pessière noire à mousses (68,1%) et plus au sud, par la sapinière à bouleau blanc (25,3%) (MER, 1985; figure 2). La zone conifférienne regroupe aussi un petit secteur de sapinière à

---

1 L'aire totale échantillonnée demeurant à 100 000 km^2.

épinette noire (2,8%) et un autre de pessière noire à sapin et mousses (1,9%). À l'extrême sud-est de l'aire d'étude, on recoupe la zone de forêt mixte caractérisée par la bétulaie jaune à sapin (1,5%) et près du lac Saint-Jean, par la sapinière à bouleau blanc (0,4%).

Une description des habitats aquatiques à l'intérieur des places-échantillons survolées en 1985 et 1986 nous révèle que 10,6% de la superficie est constitué d'eau. Ce milieu aquatique se subdivise ainsi: 2,8% de ruisseaux, 5,0% de rivières, 0,9% de tourbières (mares) et 91,3% de lacs (figure 3).

4.0 MÉTHODOLOGIE

4.1 Plan d'échantillonnage

Nous avons divisé l'aire d'étude en mille (1 000) quadrats de 10 X 10 km en nous confinant aux délimitations du quadrillage Transverse Universel de Mercator (T.U.M.). Puis, 50 places-échantillons sont sélectionnées au hasard, à chaque année d'inventaire. L'échantillonnage aléatoire simple représente un choix intéressant lorsque la connaissance de la distribution spatiale des organismes dans l'aire d'étude est limitée ou inexistante. Cette répartition au hasard permet l'utilisation de tests statistiques éprouvés.

4.2 Prise de données

Chaque équipe d'inventaire se compose de trois personnes: un navigateur-compilateur assis à l'avant de l'hélicoptère (Bell 206 - Jet Ranger) renseigne le pilote sur le plan de vol à suivre et note sur un acétate, superposé à une carte topographique au 1:50 000 de la place-échantillon, toutes les mentions que lui dictent les deux observateurs assis à l'arrière de chaque côté de l'appareil. L'hélicoptère est équipé de fenêtres arrières de type "bulle" pour faciliter le travail des observateurs.

Une mention ou observation correspond à un individu seul ou à un groupe d'individus qui sera positionné sur la carte en spécifiant le nombre d'oiseaux, l'espèce et le sexe (si possible). Le plan de vol à l'intérieur des places-échantillons consiste essentiellement à survoler tous les milieux aquatiques de façon à pouvoir détecter un oiseau qui se tiendrait sur la rive. La vitesse de vol varie de 70 à 160 km/heure et l'altitude de 20 à 50 mètres selon la nature des habitats aquatiques et la topographie de la place-échantillon. Chacune est survolée à trois reprises (jours différents) et les données de chaque survol sont inscrites sur des acétates différents pour respecter l'indépendance des répétitions d'inventaire, une prémisse méthodologique importante dans l'analyse ultérieure des données.

4.3 Analyse

4.3.1 Cartographie des territoires

Toutes les observations apparaissant sur les acétates de prise des données ont été transcrites dans des matrices constituées de 8 descripteurs:

1) le numéro du survol;
2) l'habitat général (tourbière, lac <10 ha, etc.);
3) l'espèce;
4) le nombre d'individus;
5) le type d'observation (couple, mâle, etc.);
6) la coordonnée en abcisse et
7) en ordonnée de chaque observation (à $\pm$ 100 mètres);
8) le numéro du quadrat.

Ces matrices de données ont ensuite été saisies sur disquettes pour permettre des analyses assistées par ordinateur (IBM-PC). Un premier programme "TRI" permet de déceler la présence inévitable d'erreurs effectuées lors de la saisie des données sur disquettes. Une fois les fichiers de données de base corrigés, le programme "TRI" crée un nouveau fichier monospécifique constitué des mentions indicatrices de couples reproducteurs seulement. Les mentions retenues sont celles constituées:

1) d'un ou de deux individus dans le cas des espèces sans dimorphisme sexuel apparent;

2) d'un mâle solitaire, d'une femelle seule ou d'un couple isolé (groupe de deux individus) dans le cas des espèces avec dimorphisme sexuel évident.

L'analyse principale est effectuée par le programme "ANAS". Ce deuxième programme délimite d'abord les domaines vitaux de chaque couple recensé, puis, applique un facteur de correction approprié pour obtenir une estimation du nombre absolu de couples. Cette cartographie des territoires par ordinateur s'effectue de façon analogue à une cartographie accomplie "à la main" par un observateur expérimenté. Ce dernier délimite habituellement les territoires de la façon suivante:

1) il positionne sur la carte toutes les observations de couples;
2) il identifie les doubles contacts, i.e. les observations recueillies le même jour et qui lui permettent de délimiter un minimum de couples différents;
3) il complète la cartographie des territoires en associant, si possible, les observations restantes aux mentions de doubles contacts les plus rapprochées et ce, en s'aidant de la topographie du milieu et de la distribution contagieuse des observations (amas d'observations).

La différence entre la cartographie effectuée par ordinateur et celle faite "à la main" provient seulement de ce troisième point: l'ordinateur ne peut s'aider facilement de l'aspect général de la topographie, ni de son expérience acquise pour assumer qu'une

observation isolée, i.e. sans double contact, représente soit un couple qui n'a été aperçu qu'une fois, soit une nouvelle observation d'un couple déjà recensé. Cette "faiblesse" impose l'élaboration d'une procédure informatisée adéquate qui la convertit alors en un atout des plus intéressants dans une perspective de suivi à grande échelle: non seulement la cartographie est accomplie beaucoup plus rapidement, elle est toujours effectuée de manière identique. En effet, une part importante de subjectivité guide l'interprétation du compilateur lorsqu'il doit discerner entre l'ajout d'un nouveau couple ou l'ajout d'une nouvelle observation d'un couple déjà recensé: par exemple, le cas d'une observation recueillie sur un lac isolé, à trois jours d'écart des mentions avoisinantes et dont la plus rapprochée est distante de trois kilomètres. Pour résoudre ces cas, l'ordinateur présume qu'une observation est une nouvelle mention d'un couple déjà recensé, lorsque l'observation la plus rapprochée de celle à évaluer provient d'une journée différente et qu'elle est distante d'une valeur inférieure à la plus petite des mesures suivantes:

1) La médiane des distances entre les doubles contacts de l'ensemble de l'échantillon (50 quadrats, 3 répétitions);
2) la médiane des distances entre tous les doubles contacts de la place-échantillon dont fait partie l'observation évaluée (3 répétitions).

Après avoir analysé ainsi toutes les observations à l'intérieur d'une place-échantillon, l'ordinateur construit une matrice diagonale constituée par le nombre de couples recensés une fois au

premier survol, une fois et deux fois après deux répétitions et une fois, deux fois et trois fois après trois répétitions. L'ordinateur vérifie alors la combinaison "nombre de couples et probabilité de détection théoriques" qui procurera la matrice diagonale la mieux ajustée (< Chi-2) à la matrice d'observation (les six permutations possibles des répétitions d'inventaires sont testées). Cette matrice théorique est construite à partir de la loi binomiale (triangle de Pascal). Pour une probabilité de détection de 50% par exemple, on peut calculer que 50% des couples devraient avoir été recensés après le premier survol; 50% une fois et 25% deux fois après deux répétitions; 37,5% une fois, 37,5% deux fois et 12,5% trois fois après trois répétitions. Le programme ANAS détermine ainsi, pour chaque espèce recensée et chaque place-échantillon:

1) le nombre de couples recensés après les trois survols (cartographie des territoires);
2) la probabilité de détection des couples lors d'un survol aérien (recherche du meilleur ajustement s'appliquant aux fréquences de relocalisation des couples trouvées au point 1);
3) une estimation du nombre absolu de couples (selon la probabilité de détection et les nombres de couples trouvés aux points 1 et 2); dans l'exemple ci-haut, pour une probabilité de détection de 50%, on pourra vérifier que 12,5% des couples n'ont pu être cartographiés (en théorie) après trois répétitions.

Mentionnons que les places-échantillons avec plus de deux couples recensés qui obtiennent une probabilité de détection inférieure à 30% sont exclues de l'analyse. Cette procédure permet de limiter les cas d'extrapolation exagérée qui caractérisent généralement les places-échantillons dont les dénombrements d'une répétition à l'autre sont très différents. Ces différences peuvent être occasionnées, par exemple, par une vague migratoire lors d'une répétition ou bien par des conditions d'observation variables: fatigue, éclairage insuffisant, etc.

Cette estimation finale du nombre absolu de couples, basée sur la probabilité de détection des couples qui varie d'une espèce à l'autre et d'une place-échantillon à l'autre, est en quelque sorte le nombre de couples qu'on aurait pu recenser après de nombreux survols. On retrouve fréquemment dans la littérature de tels facteurs de correction permettant d'obtenir une estimation du nombre absolu de couples basée sur une comparaison des dénombrements aériens vs une technique de dénombrement "absolue" telle une recherche de nids au sol par exemple (Diem et Lu, 1960; Donaghey, 1974; Haapanen et Nilsson, 1979; Martinson et Kaczynski, 1967; Savard, 1982). Ces corrections "air/sol" ont deux limitations importantes:

1) la validité des corrections dépend de l'efficacité de la technique d'inventaire dite absolue;
2) une fois obtenus sur des superficies restreintes, les facteurs de correction sont utilisés sur l'ensemble de la superficie

couverte par les inventaires aériens, sous-entendant l'hypothèse qu'ils sont constants et valides pour toute l'aire d'étude.

Le facteur de correction que nous utilisons a l'avantage d'être calculé à partir de toutes les observations recueillies du haut des airs, sans autre technique de référence absolue, exprimant ainsi la résultante de l'ensemble des facteurs qui ont contribué à une efficacité de détection moindre que 100%.

4.3.2 Tests statistiques

L'ajustement des données à des lois de probabilités a été vérifié:

1) par le test de Shapiro et Wilk (1965 in SAS, 1985a) dans le cas de la normalité;
2) par le test de Kolmogorov-Smirnov (Sokal et Rohlf, 1981) en ce qui a trait à la distribution binomiale négative.

Les estimations finales des effectifs ainsi que les intervalles de confiance ont été obtenus par les formules mathématiques d'échantillonnage aléatoire simple (Cochran, 1977). Nous avons vérifié la signification statistique des différences entre les estimations d'effectifs des années 1985 et 1986 à l'aide de:

1) l'analyse de variance à un facteur dans le cas des espèces à distribution normale ou dont la distribution a pu être normalisée; la transformation "$\sqrt{}$ + 0,5" a été utilisée dans ce dernier cas[2].

2) le test de Kruskal-Wallis (Sokal et Rohlf, op. cit.) chez les autres espèces.

Des matrices de corrélation de rangs de Spearman (Siegel, 1956) ont servi à l'analyse de la répartition géographique des espèces. Les formules utilisées pour le calcul des plus petites différences annuelles détectables par l'analyse de variance en fonction de la taille de l'échantillon et des coûts requis proviennent de Sokal et Rohlf (op. cit.). Nous avons choisi la méthode de Tukey-Kramer (Tukey, 1953 ainsi que Kramer, 1956; in SAS, 1985b) pour les comparaisons multiples de moyennes suite à des analyses de variance significatives. Les formules permettant de calculer les intervalles de confiance selon le nombre de places-échantillons ont été tirées de Cochran (op. cit.). Dans ces deux derniers cas, nous avons utilisé la variance intra-groupe ainsi que la moyenne globale des deux années comme estimateurs de la vraie variance et de la moyenne réelle de la population statistique.

---

2 On parle alors de données "brutes" (données originales non-transformées) et de données "reconverties" (données dont la racine carrée plus 0,5 a été utilisée pour les tests et dont les résultats sont présentés après avoir été élevés au carré et réduits de 0,5).

Nous avons présenté certains résultats d'analyse de l'influence du nombre de répétitions sur la fiabilité des estimations d'effectifs par l'entremise de boîtes schématiques de distribution ("box plot"; SAS, 1985a). Le fond et le dessus de ces boîtes illustrent respectivement les positions regroupant 25% et 75% des données. La ligne centrale horizontale est dessinée à la position de la médiane de l'échantillon et le signe plus central (+) à la position de la moyenne. Les lignes verticales s'étendent à partir de la boîte vers le bas et vers le haut jusqu'au minimum et au maximum de l'échantillon, à la condition que ceux-ci ne s'écartent pas plus de la boîte que 1,5 fois sa hauteur. Toute valeur plus extrême est représentée par un zéro si elle se trouve à une distance de la boîte inférieure à 3 fois sa hauteur et par un astérisque si sa position est encore plus extrême.

5.0 RÉSULTATS

5.1 Conditions d'observation

Le survol des places-échantillons s'est déroulé entre le 12 mai et le 27 mai 1986. En moyenne, 9,3 jours (6-14j) séparent la date du premier survol d'une place-échantillon de celle du troisième survol. Quelques différences ont été enregistrées d'une base d'opération à l'autre: 6,9 jours pour Chibougamau, 9,2 jours pour Lebel-sur-Quévillon et 11,7 jours pour Roberval. Le temps moyen exigé

pour chaque survol des places-échantillons a été de 37 minutes (15-63 min.); ce temps variait de 34 minutes pour la région de Chibougamau à 38 minutes pour la région de Roberval; la région de Lebel-sur-Quévillon ayant requis en moyenne 37 minutes par survol. Le survol le plus matinal a débuté à 7h48 (HAE) et le plus tardif s'est terminé à 19h32. La majorité des survols ont été effectués en fin de matinée (9h00-11h00). Au niveau des conditions météorologiques, un temps chaud et clément a marqué le début des inventaires (12-17 mai), suivi d'un temps pluvieux et froid (18-22 mai), puis d'une température variable mais relativement clémente jusqu'à la fin des inventaires (23-27 mai). La région de Roberval a particulièrement été affectée par la brume entre le 17 et le 22 mai inclusivement; seulement deux places-échantillons ont pu être survolées durant cette période. La température moyenne enregistrée entre 9h00 et 11h00 a été de 13,1°C. La région de Chibougamau a obtenu la température moyenne régionale la plus froide avec 10,9°C, suivie de la région de Roberval avec 13,6°C et celle de Lebel-sur-Quévillon avec 15,1°C. La température la plus froide enregistrée lors des survols des places-échantillons a été de 2°C (19 mai, Chibougamau) et la plus chaude atteignait 27°C (26 mai, Roberval).

Contrairement aux conditions rencontrées en 1985, les plans d'eau étaient dégelés lors du premier survol. À notre arrivée à Roberval, le lac Saint-Jean était complètement libre de glace; la débâcle de ce dernier, le 6 mai 1986, devance de 11 jours celle de 1985, enregistrée le 17 mai (Environnement Canada, 1985 et 1986). Ce fait, en conjonction avec les caractéristiques météorologiques ci-haut

décrites, semble indiquer que la saison propice à la nidification de 1986 aurait été en avance sur celle de 1985. On pourra consulter en annexes (1 et 2) des relevés plus détaillés concernant les conditions d'observation rencontrées en 1986.

5.2 Effectifs 1986

Nous évaluons à 52 403 couples reproducteurs, répartis en 17 espèces d'oiseaux aquatiques, l'ensemble des effectifs recensés en 1986 (tableau 1); ce chiffre représente une densité de 52,4 couples/ 100 km^2 (aire totale). C'est dans les régions de Roberval et de Chibougamau qu'on retrouve les deux places-échantillons les plus densément utilisées (ex-aequo) avec 70 couples d'oiseaux aquatiques, alors que la région de Lebel-sur-Quévillon a celle la moins fréquentée avec 8 couples. Les effectifs de Canard noir ont montré des extrêmes de 2 à 43 couples d'une place-échantillon à l'autre, le nombre maximal (43) étant enregistré près de Clova par l'équipe de Lebel-sur-Quévillon.

Seules les données sur le Garrot commun se sont avérées de distribution normale ($W = 0,957$; $P = 0,26$). Une transformation des données de quatre autres espèces a tout de même permis un ajustement à la distribution normale et le calcul d'intervalles de confiance pour les estimations d'effectifs. Compte tenu des transformations utilisées ($\sqrt{} + 0,5$), ces intervalles seront asymétriques, déplacés vers les plus grandes valeurs. Il s'agit du Canard noir ($W = 0,972$; $P = 0,55$), du Morillon à collier ($W = 0,964$; $P = 0,32$) et du Grand Bec-scie ($W = 0,979$; $P = 0,87$).

Le Canard noir avec 12 314 couples (estimation selon les données reconverties) et des limites de confiance de -14,6% et de +15,8% (P = 0,10) cède le premier rang au Garrot commun pour ce qui est de l'espèce la plus abondante (tableau 1). À l'instar de 1985, l'estimation d'effectif du Canard noir demeure toutefois la plus précise. La population de Garrot commun pour 1986 est évaluée à 13 294 couples ± 19,5%. Le Grand Bec-scie vient au troisième rang d'abondance avec 10 408 couples et des limites de confiance de -29,4% et de +34,2% (estimation selon les données reconverties; P = 0,10). À elles seules, ces trois espèces regroupent 77,3% de tous les couples d'Anatidés susceptibles d'avoir niché dans l'aire d'étude en 1986. Les estimations d'effectifs des autres espèces d'oiseaux aquatiques, la proportion du nombre de couples recensés après 1 et 3 survols ainsi qu'un indice de l'étendue des domaines vitaux de chaque espèce apparaissent au tableau 1.

5.3 Comparaison des effectifs 1985-1986

Le nombre de Canards noirs nicheurs dans l'aire d'étude, évalué à 14 262 couples[3] en 1985 et à 12 314 couples en 1986, n'a pas varié significativement ($F(1,68) = 1,26$; $P = 0,27$; tableau 2). La même conclusion peut être avancée pour le Garrot commun, recueillant des estimations du nombre de couples de 11 219 en 1985 et de 13 294 en 1986 ($F(1,64) = 1,20$; $P = 0,28$) ainsi que pour le

---

3 Les estimations d'effectif pour l'année 1985 diffèrent légèrement de celles publiées dans le rapport précédent; des améliorations apportées au programme ANAS en 1986 (cf. 4.3.1) expliquent ces différences.

Grand Bec-scie, avec des estimations de 12 837 couples en 1985 et de 10 408 en 1986 ($F(1,52) = 0,76$; $P = 0,39$). Chez les quatre espèces dont les données ont pu être normalisées, seul le Morillon à collier affiche un changement significatif des effectifs nicheurs, passant d'une estimation de 3 819 couples en 1985 à 6 975 couples en 1986 ($F(1,73) = 9,12$; $P < 0,01$). Parmi les points d'intérêt du tableau 2, on remarquera que l'abondance relative du Canard malard par rapport au Canard noir demeure identique pour chacune des deux années, soit 4,9%. Dans l'ensemble, les estimations totales du nombre de couples des 21 espèces recensées ont peu varié entre les deux années, passant de 55 709 couples en 1985 à 52 403 couples en 1986.

5.4 Distribution et habitat

Nous avons continué l'analyse sommaire, amorcée en 1985, de quelques caractéristiques inhérentes à la distribution géographique des espèces dans l'aire d'étude, ainsi qu'à leur répartition dans les habitats aquatiques. Rappelons que l'interprétation des résultats pour les espèces dont les effectifs sont inférieurs à 1 000 couples (cf. tableau 1) doit être effectuée avec circonspection.

La figure 3 nous permet de visualiser la répartition géographique des espèces recensées après deux années d'inventaire. Les coefficients de corrélation de Spearman correspondants et leurs valeurs statistiques pourront être consultés à l'annexe 3. On remarquera chez les trois espèces les plus abondantes que:

1) Le Canard noir apparaît de façon significative en nombre croissant vers l'ouest de l'aire d'étude (r_s = -0,249; P < 0,05);

2) Le Garrot commun montre plutôt des densités croissantes vers l'est (r_s = 0,269; P < 0,05);

3) Le Grand Bec-scie tend à être de plus en plus abondant à la fois vers le nord (r_s = 0,280; P < 0,05) et vers l'est (r_s = 0,302; P < 0,05).

Près de la moitié des couples de Canard noir (42,8%) ont été observés sur des lacs d'une superficie de 10 hectares ou moins alors que cet habitat ne représente que 7,1% de la superficie totale en eau (figure 4). Les ruisseaux apparaissent le second type d'habitat recherché en saison de reproduction, regroupant 19,6% des couples de Canard noir, malgré leur faible couverture en eau (2,8% du total). Les rivières, les tourbières avec mares et les lacs d'une superficie supérieure à 10 hectares, mais inférieure ou égale à 100 hectares, obtiennent des nombres de couples au prorata de leurs superficies respectives en eau. On remarquera finalement, à la figure 4, que très peu de canards noirs ont été recensés sur des lacs de superficie supérieure à 100 hectares (1 km^2).

5.5 Rendement de la méthode de suivi

On peut constater que le suivi actuel ne répond pas à l'objectif national (cf. 2.0), puisqu'une différence de 13,7% entre les

estimations du nombre de couples de Canard noir de 1985 et de 1986 s'est avérée non-significative à un seuil d'erreur de 5%. Nous avons donc vérifié certaines avenues qui nous permettraient d'atteindre cet objectif. Mentionnons que la formulation de l'objectif national suggère un standard de précision difficilement réalisable pour des travaux in situ sur une espèce historiquement considérée comme impossible à inventorier, du moins, dans la partie nord de son aire de reproduction. Les spécifications de cet objectif s'appuient sur un changement annuel moyen de 2,6%, ce qui exige une technique de dénombrement et un plan d'échantillonnage très sensibles.

Nous avons d'abord évalué la plus petite différence annuelle entre les estimations du nombre de couples de Canard noir en 1985 et 1986 pouvant procurer une analyse de variance significative au seuil d'erreur de 5%; le résultat est une différence de 42,6%, ce qui s'écarte passablement du 10% escompté. Suite à cette constatation, nous croyons qu'un seuil d'erreur de 10% est suffisant pour l'analyse de rendement de la méthode de suivi; à moins d'indications contraires, les évaluations que nous présenterons ci-après utiliserons donc ce seuil. La plus petite différence entre les estimations annuelles significatives à un seuil d'erreur de 10% diminue ainsi à 35,2%. Afin d'abaisser cette valeur pour l'approcher du 10% désiré, nous avons analysé deux options permettant de conserver les mêmes coûts d'opérations:

1) diminuer le nombre de répétitions pour accroître l'effort d'échantillonnage;

2) diminuer la superficie des places-échantillons pour augmenter la taille de l'échantillon.

5.5.1 Choix du nombre de répétitions

La figure 5 nous révèle que, pour un coût d'opération fixe, prenons par exemple $100 000 qui correspond approximativement au coût actuel du projet, le fait de n'effectuer qu'un seul survol abaisse notablement la plus petite différence annuelle détectable: 24,1%, comparativement à 33,9% pour deux répétitions et 31,3% pour trois répétitions. Mentionnons que la figure 5 ne tient pas compte de l'exclusion de l'analyse de certaines places-échantillons caractérisées par un manque de concordance d'une répétition à l'autre; d'où une certaine sous-estimation de la plus petite différence annuelle détectable pour les courbes associées à deux ou à trois répétitions. En réalité, seulement 38 places-échantillons sur les 50 inventoriées en 1986 ont servi aux calculs d'estimation d'effectifs. Nous retiendrons les trois points d'intérêt suivants de la figure 5:

1) un seul survol des places-échantillons permet de discerner plus rapidement un changement significatif d'effectif. Cette situation est la résultante d'un effort d'échantillonnage accru pour un coût fixe: évidemment, un seul survol permet d'inventorier trois fois plus de places-échantillons que le plan actuel;

2) dans le cas où des répétitions d'inventaire sont effectuées, il s'avère plus rentable d'en faire trois et non deux;

3) dans tous les cas, une augmentation des coûts actuels n'apporte qu'une amélioration minime du rendement. Par exemple, entre $100 000 et $200 000, la plus petite différence annuelle détectable pour un survol passe de 24,1% à 17,4%.

Pour tendre vers l'objectif national, il semble donc avantageux de n'effectuer qu'un seul survol et de couvrir ainsi trois fois plus de places-échantillons. Remarquons que cette option ne permet toujours pas de satisfaire l'objectif national. De plus, en n'effectuant qu'un seul survol, il devient impossible d'appliquer les corrections nécessaires pour obtenir des estimateurs fiables de la population absolue (cf. 4.3.1), par conséquent, l'objectif complémentaire visé par la région du Québec du SCF (cf. 2.0) n'est pas rencontré lui non plus.

La figure 6 permet de visualiser ce dernier point (voir aussi l'annexe 4). Les estimations d'effectifs provenant d'un seul survol sont significativement inférieures à celles provenant d'une cartographie des territoires après 2 ou 3 répétitions ($F(13,552) = 22,41$; $P < 0,001$; test de Tukey (HSD) sur les moyennes des données transformées; un survol < 2 répétitions = 3 répétitions; à un seuil d'erreur de 5%). Les inventaires provenant d'un seul survol sous-estiment d'environ 68% les estimations obtenues après trois répétitions; les estimations provenant de deux répétitions les

sous-estiment pour leur part d'environ 17%. En plus d'une perte de précision, on remarquera à la figure 6, des écarts moyens substantiels d'un survol à l'autre (Δ 1985 = 15,1%; Δ 1986 = 16,1%), d'où un manque de fiabilité des résultats. Le fait de répéter l'inventaire et de cartographier les territoires permet de diminuer notablement les écarts entre les combinaisons de deux survols (Δ 1985 = 7,5%; Δ 1986 = 4,3%). L'ajout d'un troisième survol devrait améliorer davantage la fiabilité des inventaires; on ne peut toutefois préciser ce point puisqu'une seule série de trois répétitions a été effectuée chaque année.

En conclusion, nous retiendrons que la méthodologie basée sur une cartographie des territoires, suite à trois survols des places-échantillons, apparaît à la fois la procédure la plus fiable et la plus précise pour répondre aux deux objectifs visés.

5.5.2 Choix de la taille des places-échantillons

Une diminution de la superficie des quadrats permet, pour un même coût, d'accroître considérablement la taille de l'échantillon (n) et ainsi agir sur la variance du jeu de données. Notons que l'effort d'échantillonnage demeure pour sa part inchangé.

Pour simuler l'effet d'une réduction de la taille des places-échantillons, nous avons divisé chaque quadrat de 10x10 km couvert en 1986, en quatre et en vingt-cinq parties; ce qui nous a donné res-

pectivement, de nouveaux échantillons de 200 quadrats de 5x5 km et de 1 250 quadrats de 2x2 km. Ces "nouvelles" données ont été analysées par le programme ANAS avec comme résultats: une estimation de 12 955 couples de Canard noir pour les 2x2 km (C.V. = 165,4%) et une estimation de 11 721 couples pour les 5x5 km (C.V. = 80,5%). Ces deux nouvelles évaluations s'avèrent donc comparables à notre estimation de 12 314 couples (10 511 - 14 253; P = 0,10) obtenue à partir de places-échantillons de 10x10 km. Par contre, on remarquera que le coefficient de variation qui est de 57,0% pour les 10x10 km (données brutes) subit une hausse importante, avec comme résultante une distribution des données fort différente bien que les trois puissent être ajustées à une distribution binomiale négative (figure 7). La distribution de fréquence tirée de places-échantillons de 2x2 km est fortement décentrée vers les plus petites valeurs avec 65,0% des quadrats sans couple de Canard noir (fréquence observée). La distribution des données provenant des 5x5 km s'apparente davantage à la distribution de fréquence obtenue par les quadrats de 10x10 km, toutefois, la proportion de zéros demeure élevée avec 15,2% (fréquence observée); rappelons que le minimum enregistré dans un quadrat de 10x10 km est de deux couples.

Le type de distribution de fréquence obtenu à partir des 2x2 km et des 5x5 km s'écartant trop de la normalité pour permettre d'appliquer des transformations correctrices, il devient impossible de calculer des intervalles de confiance pour les estimations d'effectifs, ni d'utiliser de tests paramétriques pour comparer les

changements annuels de ceux-ci. Cette situation résulte en une fiabilité réduite des inventaires ne permettant pas d'atteindre l'objectif national et en une précision indéterminée qui va à l'encontre de l'objectif régional. La taille actuelle des places-échantillons (10x10 km) apparaît donc appropriée pour les besoins de l'étude. Mentionnons en terminant qu'une augmentation de la superficie diminuerait de façon trop importante la taille de l'échantillon; le nombre de places-échantillons sélectionné (50) permet de conserver une précision satisfaisante malgré l'exclusion de certaines places-échantillons (figure 8). De plus, on pourra constater qu'un accroissement du nombre de places-échantillons ne permet qu'un gain minime de précision, puisque le nombre présent est supérieur au point d'inflexion de la courbe identifiant le rendement optimal pour un coût donné.

6.0 DISCUSSION ET CONCLUSION

La deuxième année du suivi des couples nicheurs de Canard noir en forêt boréale nous a permis de constater qu'un plan de sondage conforme à des spécifications statistiques appropriées, permet non seulement d'obtenir des résultats de fiabilité et de précision connues, mais surtout, d'utiliser la somme des connaissances acquises pour évaluer le rendement du protocole et identifier les améliorations souhaitables.

Le plan d'échantillonnage aléatoire simple utilisé présentement ne répond pas tout à fait à l'étroitesse de l'objectif national. Ce fait ne doit toutefois pas être considéré comme une erreur, mais plutôt comme une incitation à préciser les causes responsables de cette situation. Nous avons analysé deux options pouvant permettre d'atteindre l'objectif sans modifier les coûts: 1) diminuer le nombre de répétitions pour augmenter l'effort d'échantillonnage; 2) diminuer la superficie des places-échantillons pour hausser la taille de l'échantillon. Aucune de ces options ne s'est avérée acceptable.

Il existe d'autres possibilités d'amélioration sans augmentation de coût qui pourront être analysées ultérieurement. Dès l'an prochain, avec l'ajout d'une troisième année d'inventaire, il nous sera possible d'utiliser un test de régression plus sensible que l'analyse de variance pour vérifier les changements annuels d'effectifs. À ce propos, Sokal et Rohlf (1981) mentionnent: "Bien que l'analyse de variance et la régression linéaire testent la même hypothèse nulle, i.e. l'égalité des moyennes, le test de régression est plus puissant (moins d'erreurs de type II) à l'égard de l'hypothèse alternative d'une relation entre les moyennes intergroupes et la variable indépendante X. Ainsi, quand les moyennes (effectifs[4]) augmentent ou diminuent légèrement alors que X (années[4]) s'accroît, il est possible que les écarts entre les moyennes ne soient pas suffisants pour être significatifs dans une analyse de variance, alors qu'une régression significative puisse être décelée."

---

[4] ajout au texte de Sokal et Rohlf.

Une autre option, facilitée par le fait que nous localisons sur des cartes les territoires des couples nicheurs, est décrite par Cochran (1977): "Une bonne pratique en échantillonnage consiste à rendre l'approximation normale plus robuste. Les écarts d'une approximation normale surviennent généralement quand une population possède des cas extrêmes qui modifient la moyenne de l'échantillon lorsque présents. De plus, ces extrêmes ont un effet encore plus sérieux qui consiste à accroître la variance de l'échantillon et à diminuer la précision. Conséquemment, il sera opportun de les regrouper et de les traiter de façon particulière, peut-être par énumération complète s'ils ne sont pas trop nombreux. Le retrait de ces extrêmes au sein de la population réduit le coefficient d'asymétrie et améliore l'approximation normale. Cette technique est un exemple d'échantillonnage stratifié ...".

L'échantillonnage stratifié apparaît une option réalisable pour augmenter la précision du suivi. Ce gain de précision peut être impressionnant dans certains cas: par exemple, les intervalles de confiance d'estimations d'effectifs de sauvagine fréquentant une région montagneuse du Colorado ont pu être abaissés de ± 373% (P = 0,10) à ± 14,8% et ± 1,2% (P = 0,05) selon les années (Rutherford et Hayes, 1976). Nous vérifierons l'an prochain, la possibilité de stratifier l'aire d'étude à partir de paramètres repérables sur ces cartes topographiques à l'échelle 1:50 000.

La troisième année d'inventaire nous permettra d'entrevoir les écarts annuels "normaux" de la population statistique à l'étude. Ces écarts sont de deux types: statistiques et biologiques. Pour assurer un suivi

efficace, il faut d'abord limiter le premier type au minimum; c'est ce dont nous avons discuté sous la rubrique "rendement de la méthode de suivi" (cf. 5). Les écarts d'ordre biologique se subdivisent à leur tour en deux types: ceux avec conséquence à court terme (e.g. une mauvaise saison de nidification) et ceux avec conséquence à long terme qui ont un impact important sur toute la population (e.g. une perte appréciable d'habitats propices à la nidification). Le dernier type est celui qui nous intéresse particulièrement. Ces considérations illustrent bien l'intérêt d'effectuer un "suivi" d'une durée de cinq ans pour évaluer l'influence de ces différents facteurs sur la population de Canard noir à l'étude.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toute l'équipe d'inventaire de 1986: mes deux co-équipiers à Roberval, Agathe Bouchard et Stéphane Marchand (SCF); André Bourget, Pierre Brousseau et Alain Gouge basés à Lebel-sur-Quévillon (SCF); Jean-Luc Fortin, Raymond McNicholl et Réginald Ouellet à Chibougamau (MLCP). Pierre Chagnon (SCF) a élaboré le système informatisé du projet. En plus des personnes déjà mentionnées, Charles-A. Drolet, Pierre Dupuis, Austin Reed, Jean-Pierre Savard (SCF) et Michel Lepage (MLCP) ont fourni des conseils judicieux au bon fonctionnement de l'opération. Les figures sont l'oeuvre de Lise Villeneuve. La dactylographie résulte du travail de Marie-Thérèse Guertin.

BIBLIOGRAPHIE

Cochran, W.G. 1977. Sampling Techniques, 3rd ed. John Wiley and Sons, Inc. New-York. 428p.

Diem, K.L. et K.H. Lu. 1960. Factors influencing waterfowl censuses in the parklands, Alberta, Canada. J. Wildl. Manage. 24(2): 113-133.

Donaghey, R.H. 1974. Waterfowl use of boreal forest waterbodies near Utikuma Lake, Northern Alberta. Report submitted to Ducks Unlimited (Canada), Edmonton, Can. 97p.

Environnement Canada. 1985. Rapport sur la débâcle des masses d'eau. Service de l'environnement atmosphérique, station de Roberval, 1p.

Environnement Canada. 1986. Rapport sur la débâcle des masses d'eau. Service de l'environnement atmosphérique, station de Roberval, 1p.

Haapanen, A. et L. Nilsson. 1979. Breeding waterfowl populations in northern Fennoscandia. Ornis Scand. 10: 145-219.

Martinson, R.K. et C.F. Kaczynski. 1967. Factors influencing waterfowl counts on aerial surveys, 1961-66. U.S. Fish and Wildlife Service Spec. Sci. Rep. Wildlife #105: 16p.

McKelvey, R. 1985. CWS Proposals for Additional Coordinated Surveys and Research to Assess the Status of the Black Duck in Canada. Mimeo. report, CWS, 25p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional; deuxième approximation. Carte 1:1 250 000.

Rogers, J.P. et J.H. Patterson. 1984. The Black Duck Population and Its Management. Trans. N. Amer. Wildl. and Natur. Resour. Conf. 49: 527-534.

Rutherford, W.H. et C.R. Hayes. 1976. Stratification as a means for improving waterfowl surveys. Wildl. Soc. Bull. 4(2): 74-78.

SAS Institute Inc. 1985a. SAS Procedures Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC. 373p.

SAS Institute Inc. 1985b. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC. 378p.

Savard, J.-P. L. 1982. Variability of waterfowl aerial surveys: observer and air-ground comparison - A preliminary report. CWS Progress Notes 127: 6p.

Siegel, S. 1956. Nonparametric statistics: for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, Series in Psychology, New-York. 312p.

Société zoologique de Québec inc. 1983. Noms français des oiseaux du Canada et des États-Unis continentaux. 80p.

Sokal, R.R. et F.J. Rohlf. 1981. Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, 2nd ed. W.H. Freeman and Company, San Francisco. 859p.

TABLEAU 1. CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS D'OISEAUX RECENSÉS EN 1986 (estimations en nombre de couples).

ESPÈCE	ESTIMATION (100 000 km^2) données brutes	données reconverties	INTERVALLE DE CONFIANCE (P=0,10)	PROPORTION DES COUPLES RECENSÉS (%)[a] après 1 survol	après 3 survols	DISTANCE MAXIMALE ENTRE 2 OBS. D'UN MÊME COUPLE[b] (km)
GAVIIDÉS						
Huard à collier	4282			42,6	80,6	2,6
ARDÉIDÉS						
Grand Héron	1167			34,3	92,5	3,3
ANATIDÉS						
Bernache du Canada	1872			43,4	82,8	3,6
Sarcelle à ailes vertes	271			33,8	97,2	2,7
Canard noir	13237	12314	10511-14253	43,2	74,7	2,0
Canard malard	600			45,1	70,5	>5
Canard siffleur d'Amérique	60			ND[c]	ND	ND
Morillon à collier	7923	6975	5616-8471	45,6	77,9	2,2
Grand et Petit Morillon	120			ND	ND	ND
Canard kakawi	20			ND	ND	ND
Macreuse à front blanc	120			ND	ND	ND
Garrot commun	13294		10699-15890	40,7	76,2	1,5
Petit Garrot	160			ND	ND	>5
Bec-scie couronné	380			33,2	89,7	3,2
Grand Bec-scie	12520	10408	7348-13970	38,3	77,3	1,8
Bec-scie à poitrine rousse	20			ND	ND	ND
ACCIPITRIDÉS						
Aigle-pêcheur	340			34,7	100,0	>5
TOTAL - ANATIDÉS	50597	46614		40,4[d]	80,8[d]	2,4[d]
ENSEMBLE	56386	52403		39,5[d]	83,6[d]	2,5[d]

a) Proportion théorique basée sur la probabilité qu'un couple soit revu une deuxième ou une troisième fois dans un rayon maximal indiqué à la dernière colonne du tableau.

b) Correspond à la distance médiane (toutes les observations, 50 places-échantillons, 3 survols) entre chaque observation d'un couple et le couple le plus rapproché (même espèce) localisé lors du même survol. La distance séparant ces doublets d'observations nous indique la dispersion des couples dans le milieu et nous procure un indice de la dimension des domaines vitaux.

c) ND = Non-Déterminé

d) Moyenne.

TABLE I. CHARACTERISTICS OF BIRD POPULATIONS CENSUSED IN 1986 (breeding pair population estimates).

SPECIES	ESTIMATED POPULATIONS (100 000 km^2) raw data	derived data	UPPER AND LOWER CONFIDENCE LIMITS (P=0.10)	PROPORTION OF SURVEYED POPULATIONS after 1 flight	after 3 replicates	MAXIMUM DISTANCE BETWEEN 2 OBS. OF THE SAME PAIR[b] (km)
GAVIIDAE						
Common Loon	4282			42.6	80.6	2.6
ARDEIDAE						
Great Blue Heron	1167			34.3	92.5	3.3
ANATIDAE						
Canada Goose	1872			43.4	82.8	3.6
Green-winged Teal	271			33.8	97.2	2.7
American Black Duck	13237	12314	10511-14253	43.2	74.7	2.0
Mallard	600			45.1	70.5	>5
American Wigeon	60			ND[c]	ND	ND
Ring-necked Duck	7923	6975	5616-8471	45.6	77.9	2.2
Greater and Lesser Scaup	120			ND	ND	ND
Oldsquaw	20			ND	ND	ND
Surf Scoter	120			ND	ND	ND
Common Goldeneye	13294		10699-15890	40.7	76.2	1.5
Bufflehead	160			ND	ND	>5
Hooded Merganser	380			33.2	89.7	3.2
Common Merganser	12520	10408	7348-13970	38.3	77.3	1.8
Red-breasted Merganser	20			ND	ND	ND
ACCIPITRIDAE						
Osprey	340			34.7	100.0	>5
TOTAL - ANATIDAE	50597	46614		40.4[d]	80.8[d]	2.4[d]
TOTAL	56386	52403		39.5[d]	83.6[d]	2.5[d]

a) Theorical proportion based on the probability that a pair be seen a second and a third time within the maximal radius determined in the last column of this table.

b) Corresponds to the median (all observations, 50 sample plots, 3 surveys) of the distance between each registration of a pair and its closest neighbors (same species) during the same surveys. The distance between these groups of observations gives the dispersion of pairs and an idea of the size of the home range of the species.

c) ND = uNDetermined.

d) Mean.

TABLEAU 2. COMPARAISON DES ESTIMATIONS D'EFFECTIF 1985-1986 (couples).

TABLE 2. COMPARISON OF THE 1985 AND 1986 BREEDING POPULATION ESTIMATES (breeding pairs).

	1985	1986	Δ%	ANALYSE DE VARIANCE ANALYSIS OF VARIANCE		
Huard à collier	4121	4282	3,9%	H(1) = 0,12	P=0,73	Common Loon
Grand Héron	958	1167	21,8%	H(1) = 0,40	P=0,53	Great Blue Heron
Bernache du Canada	2410	1872	-22,3%	H(1) = 0,01	P=0,91	Canada Goose
Sarcelle à ailes vertes	1021	271	-73,5%	H(1) =12,21	**	Green-winged Teal
Canard noir	14262	12314	-13,7%	F(1,68) = 1,26	P=0,27	American Black Duck
Canard malard	700	600	-14,3%	H(1) = 0,41	P=0,52	Mallard
Canard pilet	160	0	-100,0%			Northern Pintail
Sarcelle à ailes bleues	20	0	-100,0%			Blue-winged Teal
Canard siffleur d'Amérique	140	60	-57,1%	H(1) = 2,06	P=0,15	American Wigeon
Morillon à collier	3819	6975	82,6%	F(1,73) = 9,12	**	Ring-necked Duck
Grand et Petit Morillon	279	120	-57,0%	H(1) = 2,24	P=0,13	Greater and Lesser Scaup
Canard kakawi	0	20	100,0%			Oldsquaw
Macreuse à bec jaune	587	0	-100,0%			Black Scoter
Macreuse à front blanc	889	120	-86,5%	H(1) =12,52	**	Surf Scoter
Macreuse à ailes blanches	180	0	-100,0%			White-winged Scoter
Garrot commun	11219	13294	18,5%	F(1,64) = 1,20	P=0,28	Common Goldeneye
Petit Garrot	61	160	162,3%	H(1) = 1,11	P=0,29	Bufflehead
Bec-scie couronné	681	380	-44,2%	H(1) = 4,19	*	Hooded Merganser
Grand Bec-scie	12837	10408	-18,9%	F(1,52) = 0,76	P=0,39	Common Merganser
Bec-scie à poitrine rousse	429	20	-95,3%	H(1) =10,97	**	Red-breasted Merganser
Aigle-pêcheur	936	340	-63,7%	H(1) =10,66	**	Osprey
TOTAL	55709	52403	-5,9%			

a) F = analyse de variance à un facteur contrôlé; F = lw - anova

b) H = test de Kruskal-Wallis; H = Kruskal-Wallis statistical test

c) * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$

FIGURE 1: Localisation de l'aire d'étude.

FIGURE 1: Study area.

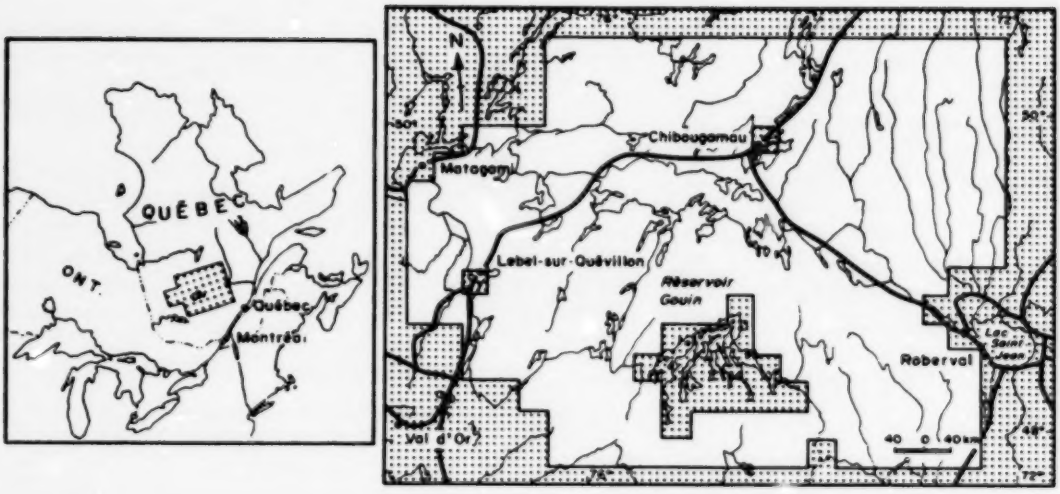


FIGURE 2: Régions écologiques.

FIGURE 2: Ecological regions.

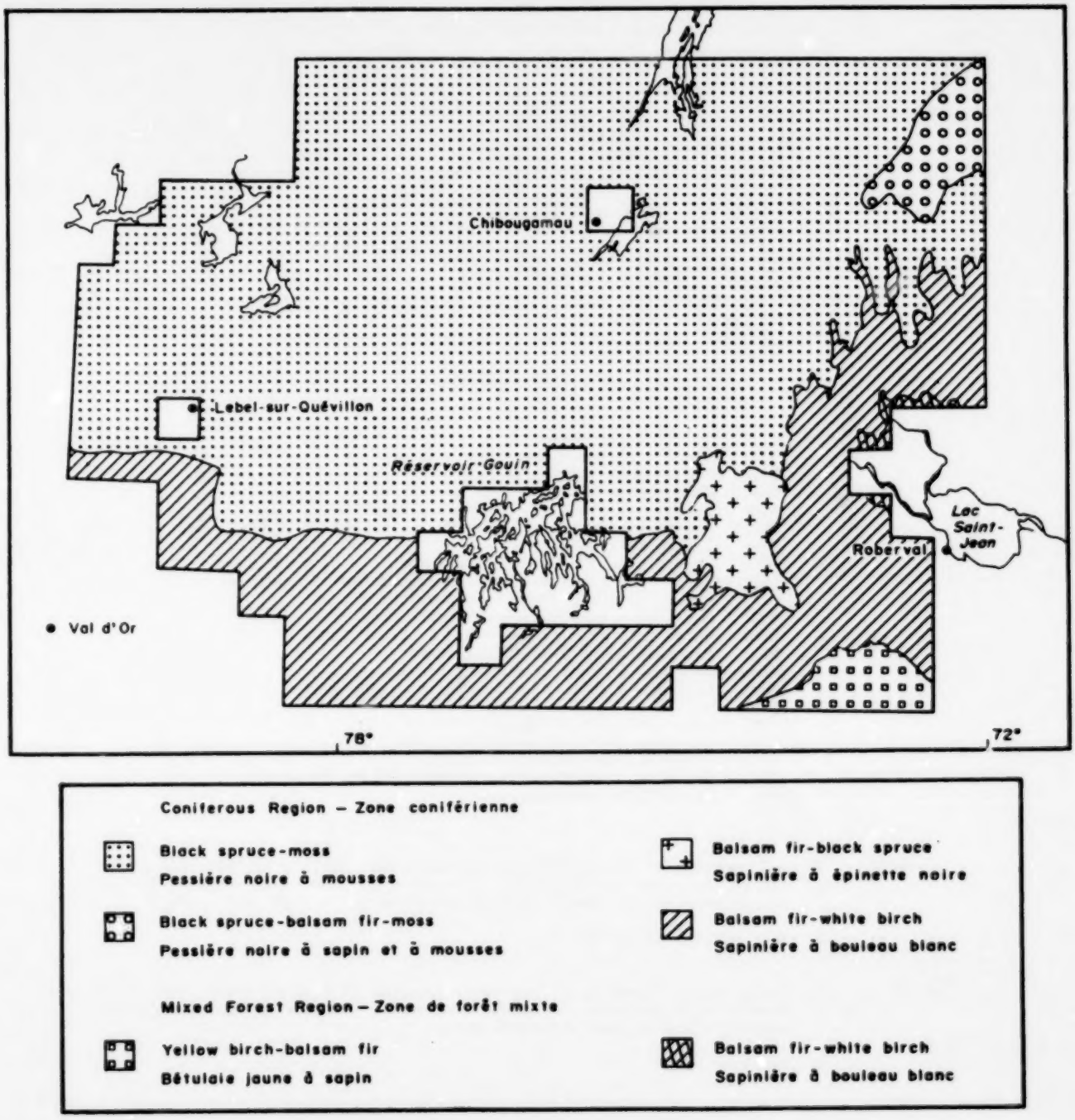
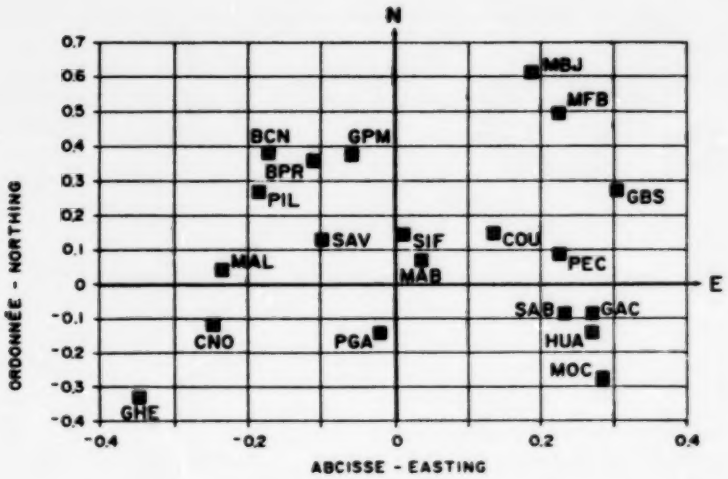


FIGURE 3: Tendance de la répartition des espèces dans l'aire d'étude (1985-86).

FIGURE 3: Tendancy of the geographical distribution of each species within the study area (1985-86).



HUA:	Huard à collier/Common Loon
GHE:	Grand Héron/Great Blue Heron
BCN:	Bernache du Canada/Canada Goose
SAV:	Sarcelle à ailes vertes/Green-Winged Teal
CNO:	Canard noir/American Black Duck
MAL:	Canard malard/Mallard
PIL:	Canard pilet/Northern Pintail
SAB:	Sarcelle à ailes bleues/Blue-winged Teal
SIF:	Canard siffleur d'Amérique/American Wigeon
MOC:	Morillon à collier/Ringed-necked Duck
GPM:	Grand & Petit Morillon/Great & Lesser Scaup
MBJ:	Macreuse à bec jaune/Black Scoter
MFB:	Macreuse à front blanc/Surf Scoter
MAB:	Macreuse à ailes blanches/White-winged Scoter
GAC:	Garrot commun/Common Goldeneye
PGA:	Petit Garrot/Bufflehead
COU:	Bec-Scie couronné/Hooded Merganser
GBS:	Grand Bec-scie/Common Merganser
BPR:	Bec-scie à poitrine rousse/Red-breasted Merganser
PEC:	Aigle-pêcheur/Osprey

REMARQUES: 1) Les coordonnées de chaque point correspondent aux coefficients de corrélation de rangs de Spearman (r_s) entre le nombre de couples et les coordonnées qui croissent respectivement vers l'Est et vers le Nord.

2) Voir aussi l'annexe 3.

NOTES: 1) Coordinates of each point represent Spearman rank correlation coefficients (r_s) between the number of pairs and the U.T.M. coordinates meeting along an east and north axis.

2) See also appendix 3.

FIGURE 4: Habitats utilisés par le Canard noir (1985 et 1986).

FIGURE 4: Habitat use by Black Ducks (1985 and 1986).

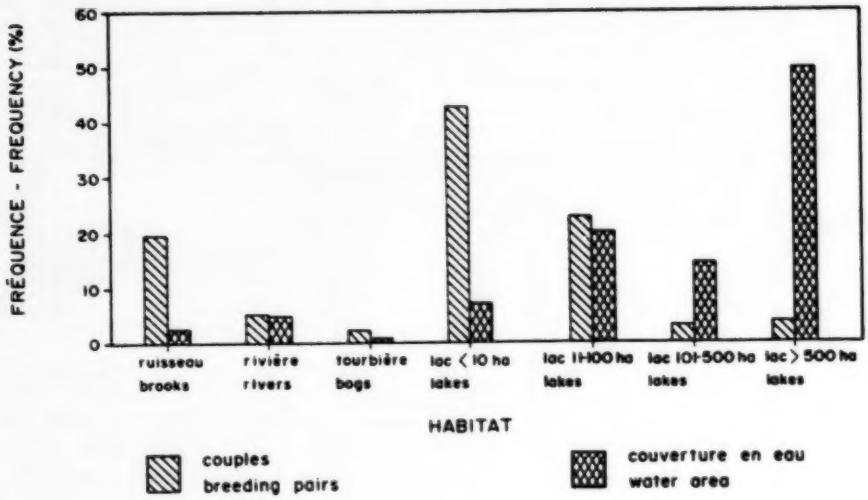


FIGURE 5: Plus petite différence annuelle détectable en fonction des coûts d'opération.

FIGURE 5: Least significant difference between annual estimates in relation with sampling costs.

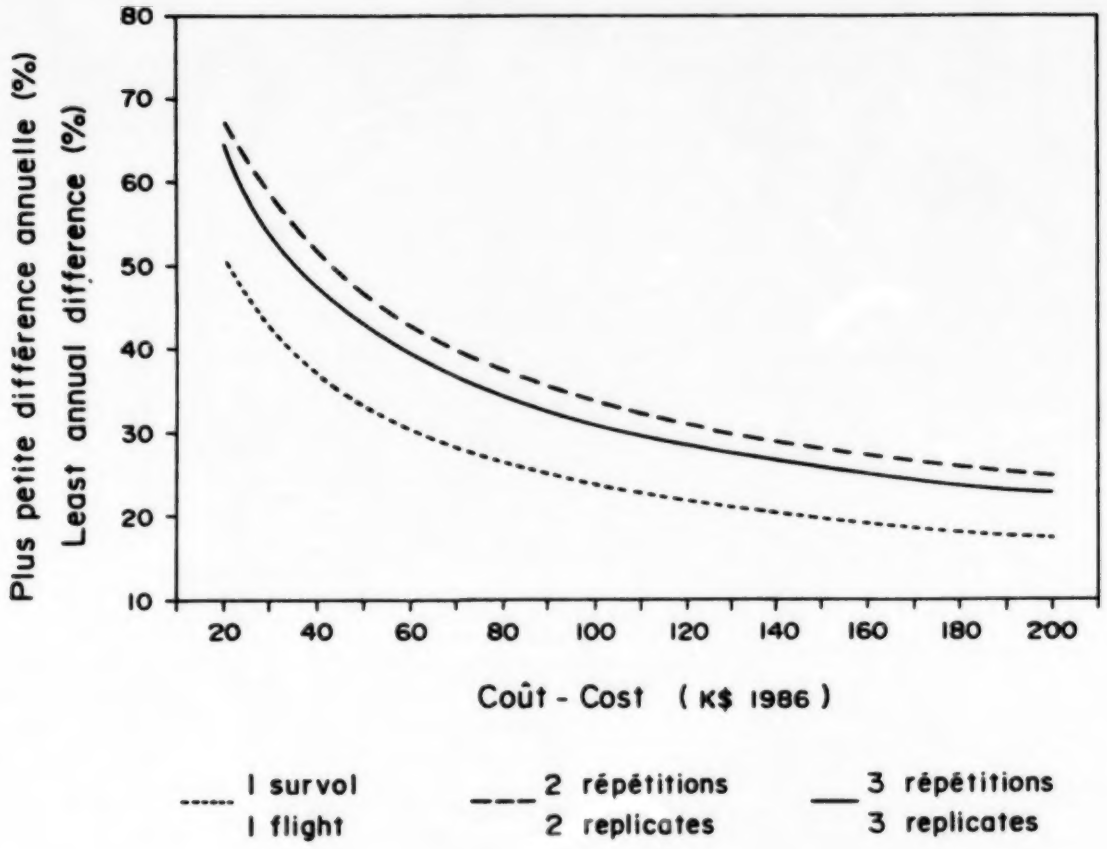
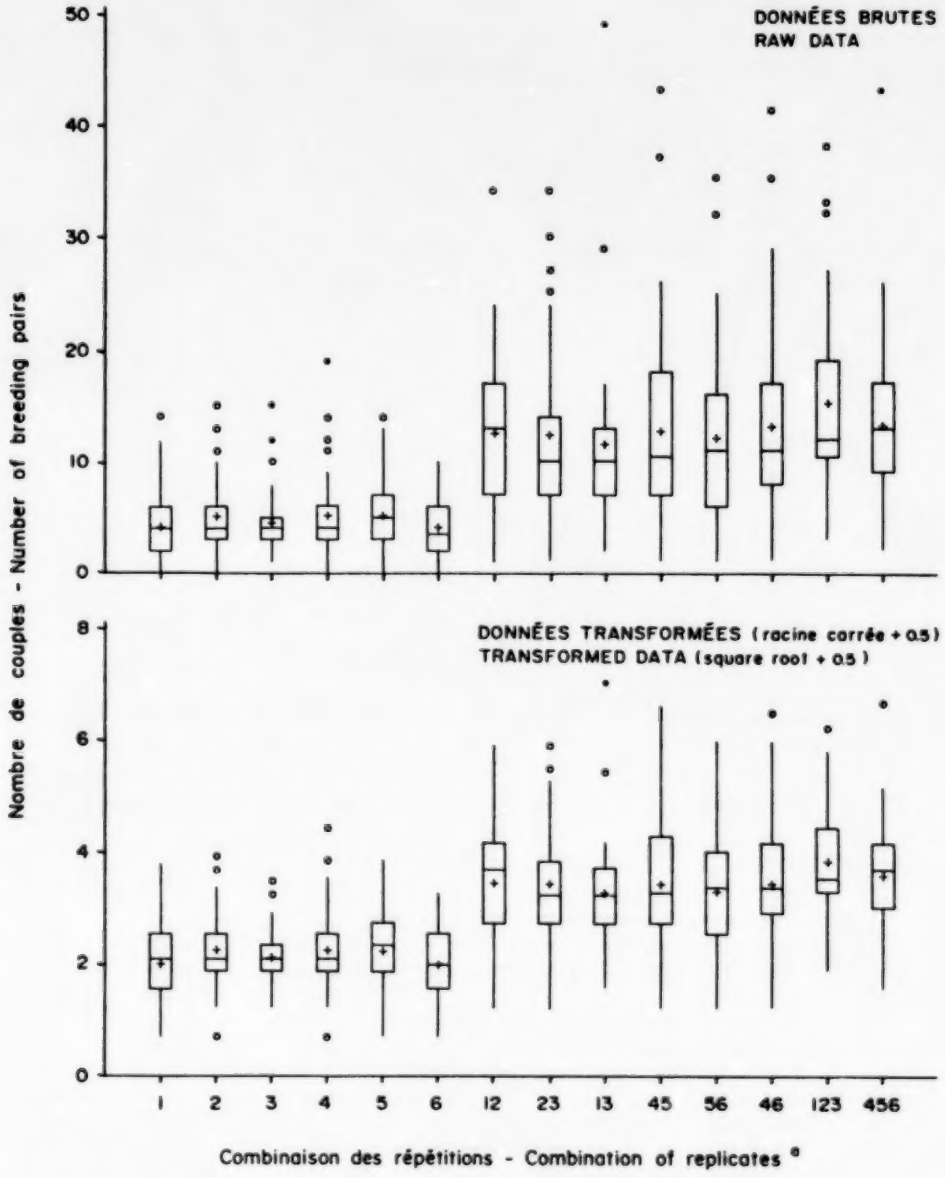


FIGURE 6: Influence du nombre de répétitions sur la fiabilité des estimations d'effectif.

FIGURE 6: Effects of the number of replicates upon the fiability of the population estimates.



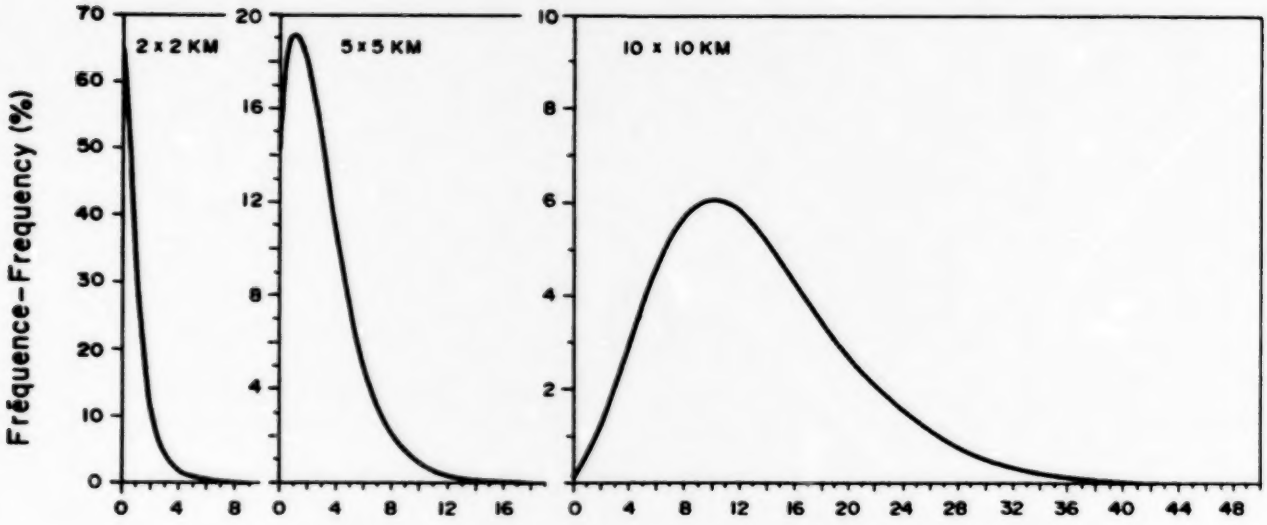
a) 1, 2 et 3 correspondent respectivement aux premier, deuxième et troisième survols de 1985; 4, 5 et 6 correspondent respectivement aux premier, deuxième et troisième survols de 1986.
1, 2 and 3 correspond respectively to the first, second and third replicate of 1985; 4, 5 and 6 correspond respectively to the first, second and third replicate of 1986.

b) voir texte (4.3.2) pour explication des symboles utilisés; see text (4.3.2) for explanation about the figure.

c) voir aussi l'annexe 4; see also appendix 4.

FIGURE 7: Influence de la taille des places-échantillons sur la distribution de fréquence des couples.

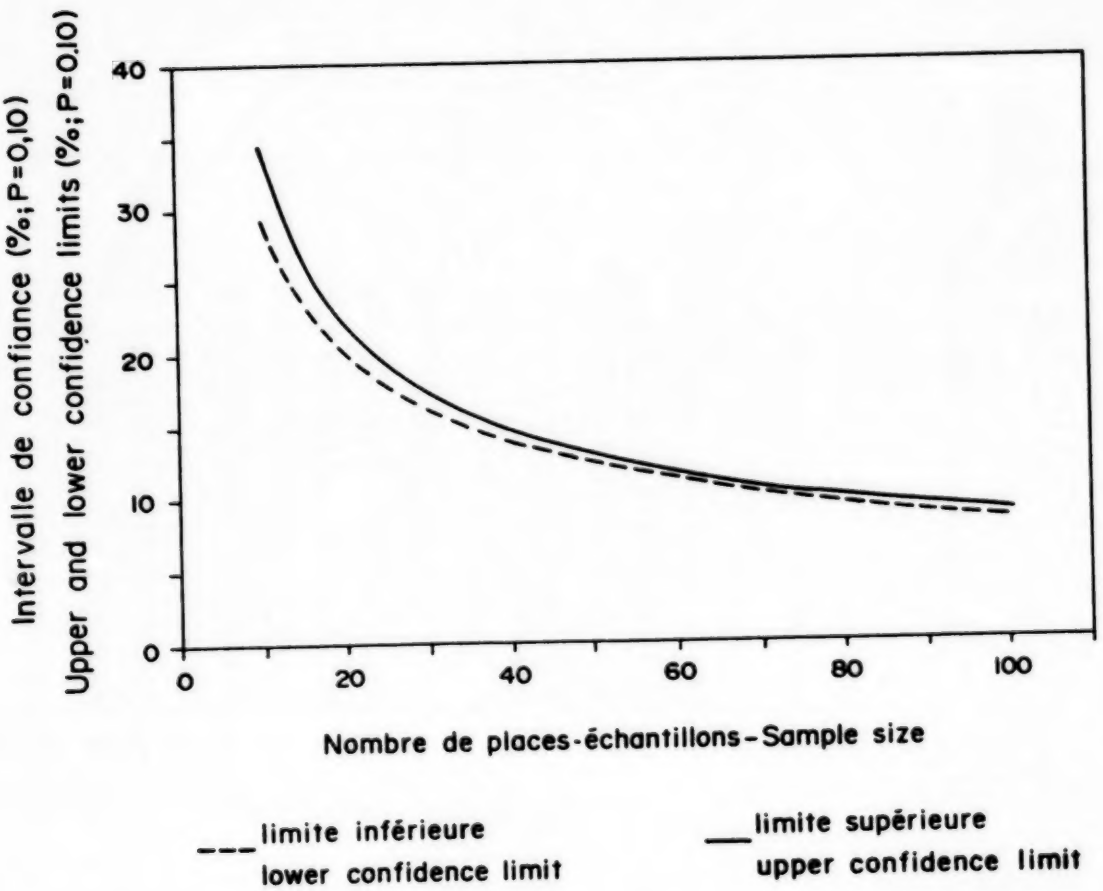
FIGURE 7: Effects of the size of the sample plots upon the frequency distribution of the breeding pairs.



		2 x 2 km	5 x 5 km	10 x 10 km
Ajustement à une distribution binomiale négative – Negative binomial fitting	k =	1,22	2,75	4,65
	Dmax =	0,00	0,04	0,08
	Prob =	> 0,20	> 0,20	> 0,20
Taille de l'échantillon – Sample size	n =	1235	158	38
Moyenne – Mean	y =	0,5	2,9	13,2
Coefficient de variation – Coefficient of variation	cv% =	165,4	80,5	57,0
Coefficient d'asymétrie – Skewness	g_1 =	2,09	0,75	1,68
Coefficient d'aplatissement – Kurtosis	g_2 =	5,49	0,10	5,47

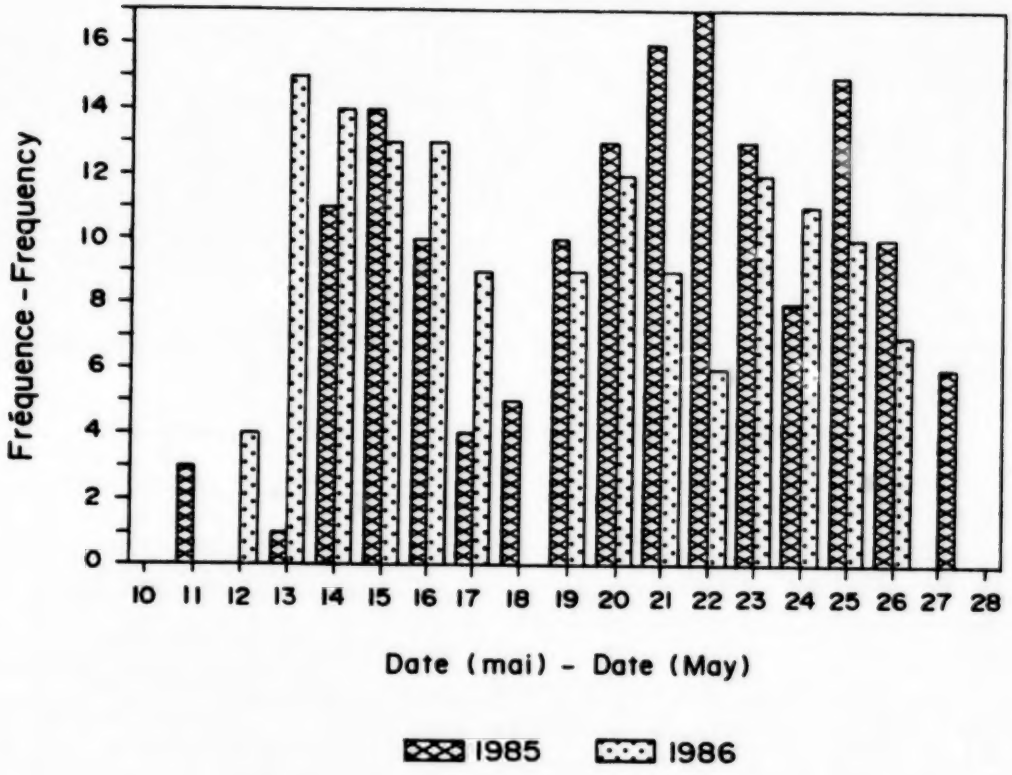
FIGURE 8: Influence du nombre de places-échantillons sur la précision des estimations d'effectif.

FIGURE 8: Effects of the sample size upon the accuracy of the population estimates.



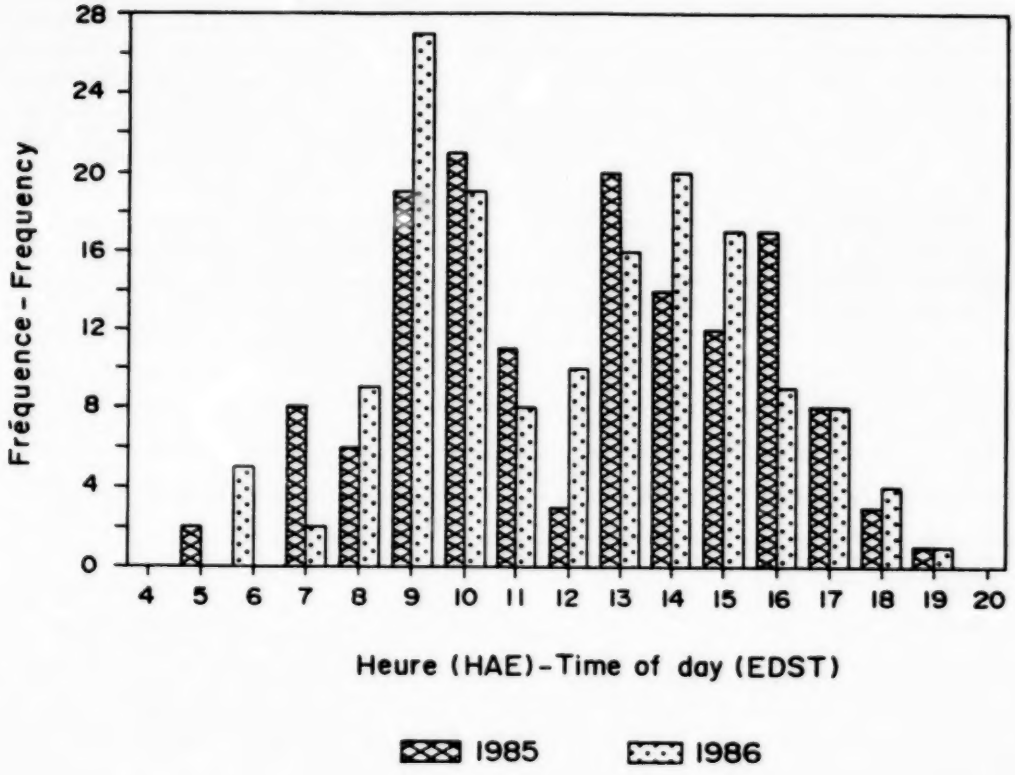
ANNEXE 1: Date des inventaires 1985-1986.

APPENDIX 1: Date of the 1985 and 1986 surveys.



ANNEXE 2: Heure des inventaires 1985-1986.

APPENDIX 2: Survey periods in 1985 and 1986.



ANNEXE 3. CORRÉLATION DE SPEARMAN ENTRE LE NOMBRE DE COUPLES ET LEUR LOCALISATION GÉOGRAPHIQUE.

APPENDIX 3. SPEARMAN RANK CORRELATION BETWEEN THE NUMBER OF BREEDING PAIRS AND THEIR LOCALISATION.

		ABCISSE - EASTING			ORDONNÉE - NORTHING			
	n[a]	r_s[b]	t[c]	P	r_s	t	P	
Huard à collier	72	0,270	2,346	*[d]	-0,144	1,217	0,22	Common Loon
Grand Héron	90	-0,348	3,482	**	-0,329	3,268	**	Great Blue Heron
Bernache du Canada	86	-0,173	1,610	0,12	0,391	3,894	**	Canada Goose
Sarcelle à ailes vertes	95	-0,100	0,969	0,34	0,132	1,284	0,20	Green-winged Teal
Canard noir	70	-0,249	2,120	*	-0,111	0,921	0,36	American Black Duck
Canard malard	100	-0,234	2,383	*	0,044	0,436	0,66	Mallard
Canard pilet	50	-0,187	3,319	0,20	0,272	1,958	*	Northern Pintail
Sarcelle à ailes bleues	49	0,230	1,620	0,12	-0,092	0,633	0,52	Blue-winged Teal
Canard siffleur d'Amérique	100	0,008	0,079	0,94	0,145	1,451	0,16	American Wigeon
Morillon à collier	75	0,285	2,540	*	-0,284	2,531	*	Ring-necked Duck
Grand et Petit Morillon	93	-0,059	0,564	0,58	0,377	3,883	**	Greater and Lesser Scaup
Macreuse à bec jaune	46	0,189	1,277	0,20	0,606	5,053	**	Black Scoter
Macreuse à front blanc	95	0,225	2,227	*	0,499	5,553	**	Surf Scoter
Macreuse à ailes blanches	50	0,035	0,243	0,80	0,070	0,486	0,62	White-winged Scoter
Garrot commun	66	0,269	2,234	*	-0,091	0,731	0,46	Common Goldeneye
Petit Garrot	99	-0,021	0,207	0,84	-0,140	1,393	0,16	Bufflehead
Bec-scie couronné	97	-0,135	1,328	0,18	0,147	1,449	0,16	Hooded Merganser
Grand Bec-scie	54	0,302	2,284	*	0,280	2,103	*	Common Merganser
Bec-scie à poitrine rousse	99	-0,108	1,070	0,28	0,364	3,849	**	Red-breasted Merganser
Aigle-pêcheur	97	0,226	2,261	*	0,094	0,920	0,36	Osprey

a) n = nombre de places-échantillons (1985-86); n = number of sample plots (1985-86)

b) r_s = coefficient de corrélation de Spearman; r_s = Spearman rank correlation coefficient

c) t = valeur de la statistique t de Student; t = value of the Student's t statistic

d) * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$

ANNEXE 4. Estimations d'effectif (couples) selon le nombre de répétitions.

Combinaison[a]	n[b]	Estimation (couples)[c]	Limites de confiance (P = 0,10) inférieure	(%)	supérieure	(%)
		UN SURVOL				
1	50	3 670	3 005	-18,1%	4 393	19,7%
2	50	4 604	3 874	-15,9%	5 390	17,1%
3	50	4 129	3 536	-14,3%	4 761	15,3%
4	50	4 544	3 766	-17,1%	5 386	18,5%
5	50	4 668	3 965	-15,1%	5 423	16,2%
6	50	3 634	3 095	-14,8%	4 211	15,9%
Moyenne 1985		4 134	3 472	-16,1%	4 848	17,4%
Moyenne 1986		4 282	3 609	-15,7%	5 007	16,9%
		DEUX RÉPÉTITIONS				
12	30	11 432	9 225	-19,3%	13 865	21,3%
23	34	11 258	9 173	-18,5%	13 547	20,3%
13	22	10 193	7 514	-26,3%	13 258	30,1%
45	40	11 287	9 228	-18,2%	13 544	20,0%
56	37	10 782	8 651	-19,8%	13 137	21,8%
46	33	11 500	8 958	-22,1%	14 344	24,7%
Moyenne 1985		10 961	8 637	-21,4%	13 557	23,9%
Moyenne 1986		11 190	8 946	-20,0%	13 675	22,2%
		TROIS RÉPÉTITIONS				
123 (1985)	32	14 262	12 131	-14,9%	16 559	16,1%
456 (1986)	38	12 314	10 511	-14,6%	14 253	15,8%

a) 1, 2 et 3 correspondent respectivement aux premier, deuxième et troisième survols de 1985; 4, 5 et 6 correspondent aux premier, deuxième et troisième survols de 1986.

b) n = nombre de places-échantillons retenues pour l'analyse.

c) données reconverties (transformation "$\sqrt{}$ + 0,5").

APPENDIX 4. Population estimates (breeding pairs) derived from different numbers of replicates.

Combination[a]	n[b]	Estimate (breeding pairs)[c]	Confidence limits (P = 0.10) Lower	(%)	Upper	(%)
ONE FLIGHT						
1	50	3 670	3 005	-18.1%	4 393	19.7%
2	50	4 604	3 874	-15.9%	5 390	17.1%
3	50	4 129	3 536	-14.3%	4 761	15.3%
4	50	4 544	3 766	-17.1%	5 386	18.5%
5	50	4 668	3 965	-15.1%	5 423	16.2%
6	50	3 634	3 095	-14.8%	4 211	15.9%
Mean 1985		4 134	3 472	-16.1%	4 848	17.4%
Mean 1986		4 282	3 609	-15.7%	5 007	16.9%
TWO REPLICATES						
12	30	11 432	9 225	-19.3%	13 865	21.3%
23	34	11 258	9 173	-18.5%	13 547	20.3%
13	22	10 193	7 514	-26.3%	13 258	30.1%
45	40	11 287	9 228	-18.2%	13 544	20.0%
56	37	10 782	8 651	-19.8%	13 137	21.8%
46	33	11 500	8 958	-22.1%	14 344	24.7%
Mean 1985		10 961	8 637	-21.4%	13 557	23.9%
Mean 1986		11 190	8 946	-20.0%	13 675	22.2%
THREE REPLICATES						
123 (1985)	32	14 262	12 131	-14.9%	16 559	16.1%
456 (1986)	38	12 314	10 511	-14.6%	14 253	15.8%

a) 1, 2 and 3 correspond respectively to the first, second and third replicate of 1985; 4, 5 and 6 correspond respectively to the first, second and third replicate of 1986.

b) n = number of sample plots retained for the analysis.

c) derived data (transformation "$\sqrt{}$ + 0,5").

ANNEXE 5 - Noms français, anglais et scientifiques des espèces recensées[1]

APPENDIX 5 - French, english and scientific names of species surveyed[1]

GAVIIDÉS		
Huard à collier (HUA)[2]	Common Loon	Gavia immer
ARDÉIDÉS		
Grand Héron (GHE)	Great Blue Heron	Ardea herodias
ANATIDÉS		
Bernache du Canada (BCN)	Canada Goose	Branta canadensis
Sarcelle à ailes vertes (SAV)	Green-winged Teal	Anas crecca
Canard noir (CNO)	American Black Duck	Anas rubripes
Canard malard (MAL)	Mallard	Anas platyrhynchos
Canard pilet (PIL)	Northern Pintail	Anas acuta
Sarcelle à ailes bleues (SAB)	Blue-winged Teal	Anas discors
Canard siffleur d'Amérique (SIF)	American Wigeon	Anas americana
Morillon à collier (MOC)	Ring-necked Duck	Aythya collaris
Grand et Petit Morillon (GPM)	Greater and Lesser Scaup	Aythya marila, A. affinis
Canard kakawi (KAK)	Oldsquaw	Clangula hyemalis
Macreuse à bec jaune (MBJ)	Black Scoter	Melanitta nigra
Macreuse à front blanc (MFB)	Surf Scoter	Melanitta perspicillata
Macreuse à ailes blanches (MAB)	White-winged Scoter	Melanitta fusca
Garrot commun (GAC)	Common Goldeneye	Bucephala clangula
Petit Garrot (PGA)	Bufflehead	Bucephala albeola
Bec-scie couronné (COU)	Hooded Merganser	Lophodytes cucullatus
Grand-Bec-scie (GBS)	Common Merganser	Mergus merganser
Bec-scie à poitrine rousse (BPR)	Red-breasted Merganser	Mergus serrator
ACCIPITRIDÉS		
Aigle-pêcheur (PEC)	Osprey	Pandion haliaetus

1) D'après la Société zoologique de Québec, 1983.
2) Nom de code utilisé.

1) After the Société zoologique de Québec, 1983.
2) Code used.